

Gaute Kjærstad og Jo Vegar Arnekleiv

Bunndyrundersøkelser i Rauma i 2013–2015 i forbindelse med rotenonbehandling

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk notat 2016-11**



NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2016-11

Gaute Kjærstad og Jo Vegar Arnekleiv

**Bunndyrundersøkelser i Rauma i 2013–2015
i forbindelse med rotenonbehandling**

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Botanisk notat og Zoologisk notat. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Notatserien benyttes til rapportering fra mindre prosjekter og utredninger, datadokumentasjon, statusrapporter, samt annet materiale som ikke har en endelig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/publikasjoner>

Referanse

Kjærstad, G. & Arnekleiv, J.V. 2016. Bunndyrundersøkelser i Rauma i 2013-2015 i forbindelse med rotenonbehandling. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2016-11: 1-25.

Trondheim, desember 2016

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Torkild Bakken (seksjonsleder)

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Prøvetaking av bunndyr i Rauma. Foto: J.V. Arnekleiv

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet

ISBN 978-82-8322-090-2
ISSN 1894-0064

Sammendrag

Kjærstad, G. & Arnekleiv, J.V. 2016. Bunndyrundersøkelser i Rauma i 2013-2015 i forbindelse med rotenonbehandling. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2016-11: 1-25.

Dette notatet presenterer resultater fra bunndyrundersøkelser i forbindelse med rotenonbehandling av Rauma, som ble gjennomført 28-30. august 2013 og 13-15. august 2014. Det ble tatt sparkeprøver vår og sommer/høst i 2013-2015 på fire stasjoner, to i rotenonbehandlet område, og to i ubehandlet område. De ble også gjennomført burforsøk med et utvalg arter i forbindelse med behandlingene.

Begge behandlingene hadde en midlertidig negativ effekt på noen bunndyrarter og -grupper, mens andre deler av bunnfaunen ble lite berørt. Bunndyr som ble kraftig redusert i antall like etter behandlingene inkluderte døgnflua *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni* og *Isoperla* sp., samt vårflua *Rhyacophila nubila*. Antall individer tok seg imidlertid raskt opp i normale antall innen et år etter siste behandling. Et unntak var *Isoperla* sp. som var til stede på rotenonbehandlet område etter behandling, men i langt lavere antall enn før behandlingene.

Bunndyr som i liten grad ble påvirket av behandlingene var døgnfluene *Heptagenia sulphurea* og *Ephemerella aurivillii*, elvebilla *Elmis aenea*, fjærmygg, fåbørstemark og vannmidd.

Resultater fra burforsøkene viste at døgnflua *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni* og *Isoperla* sp. hadde høy dødelighet etter få timers eksponering av rotenon, mens døgnfluene *Heptagenia sulphurea*, *Siphonurus lacustris* og vårfluefamilien Limnephilidae hadde liten eller ingen dødelighet i løpet av forsøkene. Resultatene fra burforsøkene og sparkeprøver sammenfalte godt mht. rotenonsensitivitet hos ulike bunndyrarter.

Tre arter som ble registrert i rotenonbehandlet område før behandlingene, ble ikke gjenfunnet der etter endt behandling. Artene ble funnet i lave tettheter og fravær i prøvene etter behandling kan derfor skyldes tilfeldigheter. Samtlige tre ble imidlertid funnet på ubehandlet område og vil derfor ha mulighet til å rekolonisere det rotenonbehandlede området.

En sammenligning av bunnfaunen i årene 1991-93, dvs. før første rotenonbehandling i 1993 med 2013, dvs. 20 år etter første behandling og like før andre behandling, viste at det hadde skjedd forskyvninger i sammensetningen av bunndyr. Eksempelvis hadde andelen av steinflua *Diura nanseni* og døgnflua *Ephemerella aurivillii* blitt redusert, mens andelen fjærmygg hadde økt. De registrerte endringene hadde for de aller fleste arter og grupper skjedd både i rotenonbehandlet og ubehandlet område. Endringene er derfor trolig en konsekvens av naturlige svingninger, og ikke langtidseffekter etter behandlinga i 1993.

Rotenonblandingen som ble brukt i 1993 hadde en annen kjemisk sammensetning enn den som ble benyttet i 2013-14. Eksempelvis er synergisten piperonylbutoksid fjernet fra den nyeste blandinga, bl.a. fordi den viste seg å ha økt dødelighet på visse limniske insektlarver. Det er imidlertid lite som tyder på at behandlinga i 2013-14 var mer skånsom for bunndyrene enn 1993-behandlinga.

Nøkkelord: rotenon - Rauma - bunndyr

Gaute Kjærstad og Jo Vegar Arnekleiv, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Forord	5
1 Innledning	6
2 Områdebeskrivelse og rotenonbehandlingene	7
2.1 Studieområde	7
2.2 Rotenonbehandlingene	9
3 Materiale og metoder	10
4 Resultater og diskusjon	11
4.1 Sparkeprøver	11
4.2 Burforsøk	17
4.3 Bunnfaunaen i Rauma før rotenonbehandlinga i 1993 vs. før behandlinga i 2013	18
5 Oppsummering/konklusjon	20
6 Referanser	21
7 Vedlegg	23

Forord

NTNU Vitenskapsmuseet har i perioden 2013-2015 gjennomført bunndyrundersøkelser i Rauma i forbindelse med rotenonbehandlingene i 2013 og 2014.

Det rettes en takk til Miljødirektoratet ved Jarle Steinkjer for finansiell støtte, til Jan Grimsrud Davidsen, Lars Rønning og Aslak D. Sjursen for assistanse i feltarbeidet, til Anette Grimsrud Davidsen for sortering av bunndyr, til Marc Daverdin for utarbeidelse av kart og til Veterinærinstituttet for opplysninger om behandlingene, inkludert data for rotenonkonsentrasjon.

Trondheim, 14.11. 2016

Gaute Kjærstad

1 Innledning

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble første gang påvist i Norge i 1975. Siden den gang er det iverksatt både kjemiske (rotenon og aluminiumsulfat) og fysiske (fiskesperrer) tiltak i en rekke vassdrag for å bekjempe parasitten (Miljødirektoratet 2014).

Rotenonbehandling har vært, og er fortsatt, det mest brukte tiltaket i kampen for å utrydde *G. salaris*. Formålet med rotenonbehandling er å ta livet av all fisk for derigjennom å fjerne livsgrunnlaget for parasitten. Også andre organismegrupper vil bli skadelidende under en rotenonbehandling. Blant bunndyr er noen taksa veldig rotenonsensitive, som enkelte døgn-, stein- og vårflyearter, mens andre taksa er rotenontolerante, som f. eks. snegler og biller. I tillegg finnes det blant bunndyrene hele spekteret av sensitivitet mellom de to ytterpunktene (Vinson et al. 2010, Kjærstad og Arnekleiv 2011). Når det gjelder rekolonisering er den totale mengden bunndyr ofte oppe på det nivået det var før behandling innen et år etter behandling. For enkeltarter kan det imidlertid ta lengre tid, opptil flere år, spesielt dersom størstedelen eller hele nedbørsfeltet blir behandlet (se Mangum og Madrigal 1999). Selv om det ikke er påvist, kan det heller ikke utelukkes at arter har blitt utryddet fra vassdraget som følge av rotenonbehandling.

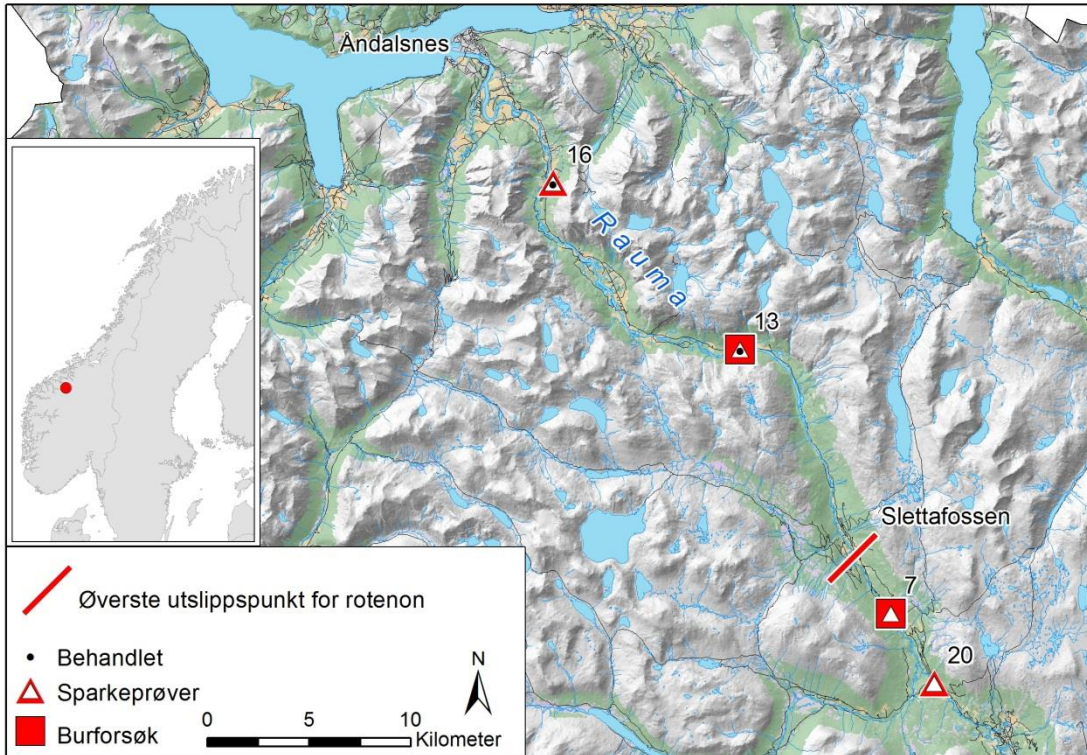
I Rauma ble *G. salaris* første gang registrert i 1980 (Johnsen et al. 1999). I et forsøk på å utrydde parasitten ble elva, inkludert mindre naboelver, rotenonbehandlet i 1993. I forbindelse med behandlingen ble det gjennomført omfattende for- og etterundersøkelser av bunnfaunaen, der det ble konkludert med at behandlinga hadde en midlertidig negativ effekt på deler av bunnfaunaen (Arnekleiv et al. 1997). Parasitten ble påvist på nytt i vassdraget i 1996, og ny behandling ble gjennomført i 2013 og 2014.

Dette notatet presenterer resultater fra bunndyrundersøkelsene i Rauma i perioden 2013 - 2015.

2 Områdebeskrivelse og rotenonbehandlingene

2.1 Studieområde

En oversikt over studieområdet med lokalisering av prøvetakingsstasjoner for sparkeprøver og gjennomføring av burforsøk er gitt i figur 1.



Figur 1. Oversikt over studieområdet med stasjonsnett.

Stasjon 20 (referanse)

UTM: 32 V 455317 6906003, 530 moh.

Stasjon 20 ligger like oppstrøms bru på vestre bredd på en strykstrekning ved Stuguflåten i Lesja kommune. Substratet er grovsteinet og har noe begroing i form av moser.

Stasjon 7 (referanse)

UTM: 32 V 453177 6909451, 310 moh.

Stasjonen ligger på en strykstrekning ved Raudstøl, vestre bredd, like oppstrøms hengebrua. Substratet er relativt grovsteinet og har innslag av elvemose.

Stasjon 13 (rotenonbehandlet)

UTM: 32 V 445748 6922431, 110 moh.

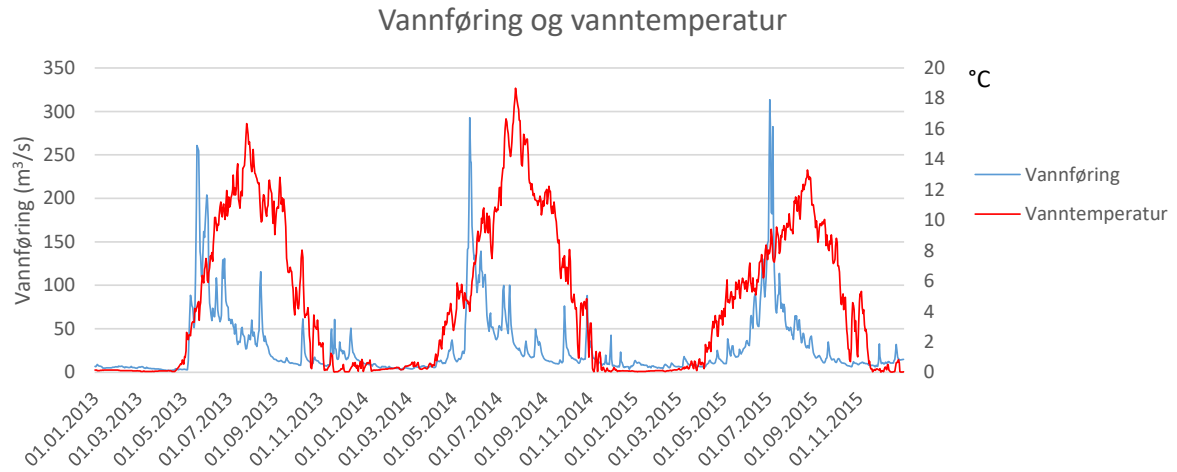
Stasjon 13 ligger ved Skirimoen på en grusør i strømdraget ved utløp av høl. Lite begroing.

Stasjon 16 (rotenonbehandlet)

UTM: 32 V 436560 6930602, 35 moh.

Stasjonen ligger ved Fiva i strømdraget i utløpet av Langhølen, på østre bredd. Substratet domineres av stein og har innslag av alger og mose.

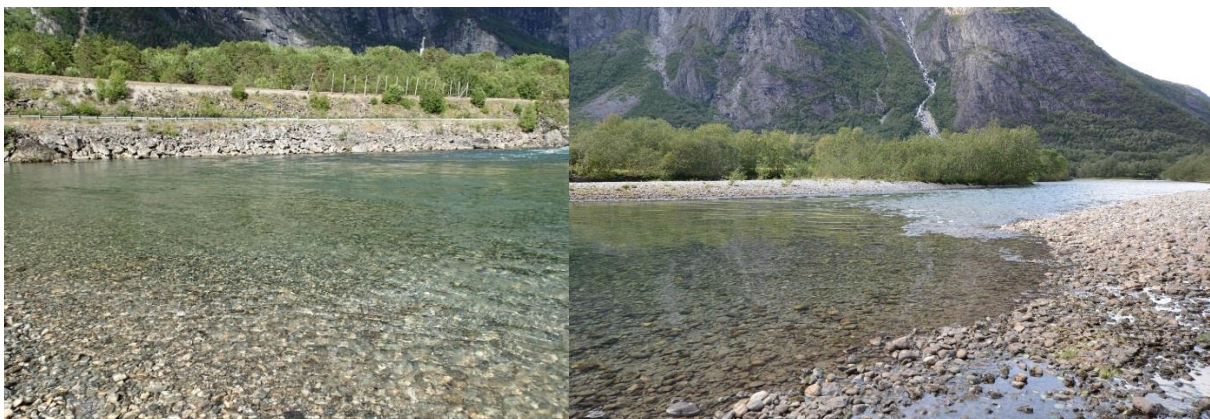
Figur 2 viser variasjon i vannføring og vanntemperatur i Rauma i undersøkelsesperioden 2013-2015.



Figur 2. Vannføring ved Horgheim og vanntemperatur ved Raudstøl i perioden 2013-2015. Data fra Norges vassdrags- og energidirektorat.



Stasjon 20 (Stuguflåten) t.v. og st. 7 (Raudstøl) t.h. Foto: G. Kjærstad.



Stasjon 13 (Skirimoen) t.v. Foto: G. Kjærstad og stasjon 16 (Fiva) t.h. Foto: J. V. Arnekleiv.

2.2 Rotenonbehandlingene

Rauma ble rotenonbehandlet i perioden 28.-30. august 2013 og 13.-15. august 2014. Øverste utslippspunkt for rotenon var ved Slettafossen, om lag 42 km fra utløpet i fjorden (figur 1). På dag én i både 2013 og 2014 ble øvre del av behandlingsområdet (Slettafossen-Remmem bru) behandlet, på dag to midtre del (Remmem bru-Sogge bru) og på dag tre nedre del (nedstrøms Sogge bru, inkludert sideelva Istra). Totalt forbruk av CFT-Legumin i Rauma, inkludert Istra, var 6806 liter i 2013 og 5890 liter i 2014 (Sandodden et al. 2015).

Under behandlinga i 1993 ble rotenonblandingen PW rotenon benyttet. Den kjemiske sammensetningen i denne blandingen og i senere benyttede CFT-Leguminblandinger er blitt endret for å gjøre dem mer miljøvennlige. I den nyeste varianten av CFT-Legumin, som ble benyttet i Rauma i 2013-14, er synergisten piperonylbutoksid fjernet. Årsaken var at piperonylbutoksid viste seg å ha en økt negativ effekt (økt dødelighet) på visse bunndyrarter, men ikke på fisk (Finlayson et al. 2010). Det kan derfor tenkes at effekten av CFT-Legumin er mindre negativ på bunndyr enn PW rotenon.

3 Materiale og metoder

Sparkeprøver

Det ble tatt sparkeprøver på fire stasjoner, to i behandlet område (stasjon 13 og 16) og to i ubehandlet område (stasjon 7 og 20). Bortsett fra den ene stasjonen i ubehandlet område (st. 20), ble de samme bunndyrstasjonene også benyttet i forbindelse med behandlinga i 1993. En oversikt over prøvetakingstidspunkt er gitt i tabell 1. For hver stasjon ble det under hver prøvetakingsrunde tatt tre parallelle sparkeprøver på strykstrekning. Hver sparkeprøve ble tatt med en håv med maskestørrelse 0,5mm og ved at prøvetakeren beveget seg motstrøms i en lengde på ca. 5 m.

Tabell 1. Oversikt over prøvetakingstidspunkt for sparkeprøver i Rauma i 2013-2015

Prøvetakingstidspunkt	Merknad
26.06. 2013	
26.08. 2013	Like før 1. behandling
03.09. 2013	Like etter 1. behandling (3 dager)
16.06. 2014	9,5 måneder etter 1. behandling
11.08. 2014	Like før 2. behandling, ett år etter 1. behandling
28.08. 2014	Like etter 2. behandling (13 dager)
09.06. 2015	10 måneder etter 2. behandling
07.09. 2015	Ett år etter 2. behandling

Prøvene ble helfiksert i etanol i felt og subsamplet på lab. Samtlige individer i subsamplet (1/10 av prøven) ble plukket ut og telt opp. Restprøven ble gjennomgått under lupe for å fange opp eventuelle arter og grupper som ikke var til stede i subsamplet.

Burforsøk

Før og under begge behandlingene ble det gjennomført burforsøk i strømdraget ut fra det sakteflytende området ved Flatmark, om lag 600m oppstrøms stasjon 13 (behandlet område). I 2013 ble det kjørt forsøk på fire arter (døgnfluene *Baetis rhodani* og *Heptagenia sulphurea*, steinflua *Diura nanseni* og vårflua *Rhyacophila nubila*). I 2014 ble sju arter testet (døgnfluene, *Baetis rhodani*, *Metretopus borealis* og *Siphonurus lacustris*, steinfluene *Diura nanseni* og *Leuctra fusca*, vårfluene *Rhyacophila nubila* og *Polycentropus flavomaculatus*, samt vårfluefamilien Limnephilidae). I samme tidsperiode ble de samme artene og gruppene plassert i bur på ubehandlet strekning, på stasjon 7 (referanse).

Både på behandlet og ubehandlet område ble ti individer av hver art plassert i små, perforerte plastbur. Burene ble kontrollert hver time og sjekket for levende/døde dyr.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Sparkeprøver

Taksa før og etter behandlingene

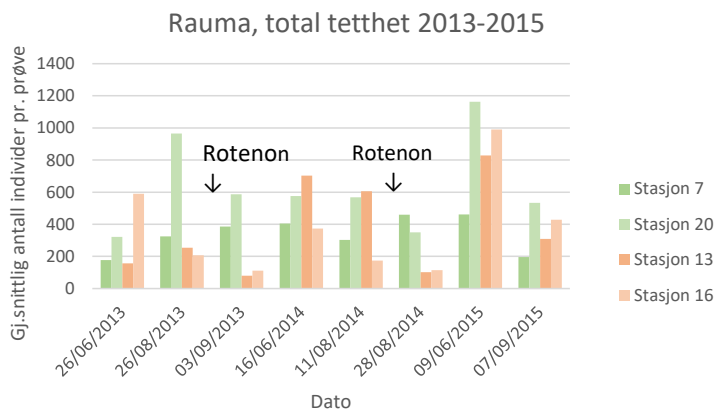
De aller fleste arter og grupper som ble påvist før behandlinga i 2013, ble også registrert etter avsluttende behandling i 2014 (prøver tatt i 2014 og 2015). Tre arter, steinflua *Siphonoperla burmeisteri*, og vårfluene *Polycentropus flavomaculatus* og *Halesus radiatus* ble funnet på behandlet område før behandlingene, men ikke gjenfunnet etter behandlingene (jf. vedlegg 1). Alle tre artene ble påvist i lave antall og fravær i prøvene kan like gjerne skyldes tilfeldigheter som effekter av rotenonbehandlingene. De ble også registrert på ovenforliggende, ubehandlede områder etter behandlingene og har derfor, på sikt, mulighet til å kolonisere de rotenonbehandlede områdene.

Tre taksa ble kun påvist etter den siste behandlinga, alle i lave antall; vårflua *Plectrocnemia conspersa* og muslingkreps på rotenonbehandlet område og flimmerorm på ubehandlet område. Dette illustrerer at det kan skyldes tilfeldigheter hvorvidt bunndyr som opptrer i lave tettheter blir registrert eller ikke.

En fullstendig liste over registrerte bunndyr, fordelt på stasjoner og prøvetakingstidspunkter er gitt i vedlegg 1.

Totale antall

Figur 3 viser at antall bunndyr på begge stasjonene som ble utsatt for rotenonbehandling (st. 13 og 16) hadde en markant nedgang like etter behandlingene, både i 2013 og 2014. På referansestasjonene ble det registrert en økning på stasjon 7 og en nedgang på stasjon 20 i samme periode. En nedgang i bunndyrtettheter etter rotenonbehandling i rennende vann er tidligere dokumentert i en rekke nasjonale og internasjonale undersøkelser (f. eks. Binns 1967, Arnekleiv 1997, Gladsø og Raddum 2002, Hamilton et al. 2009, Kjærstad og Arnekleiv 2003, Kjærstad et al. 2015).



Figur 3. Gjennomsnittlig bunndyrtetthet i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område) i perioden 2013-15.

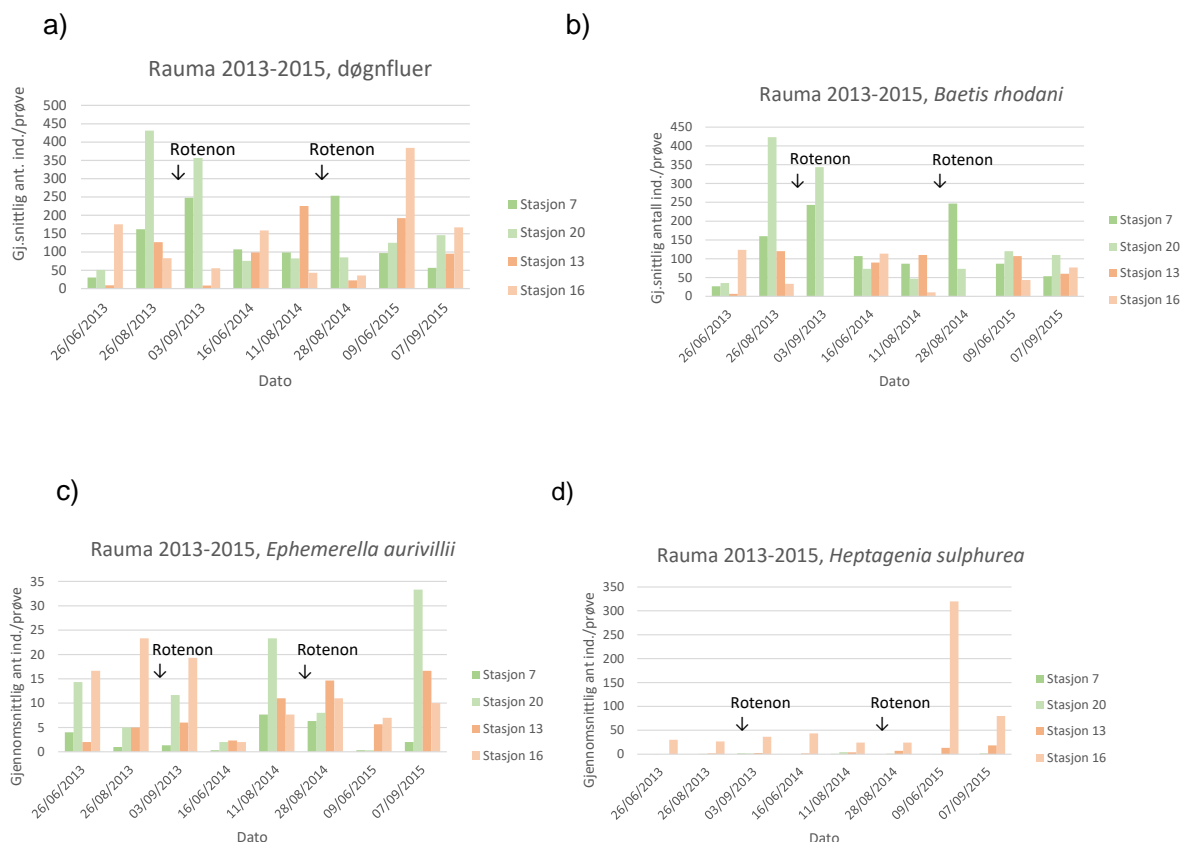
Når det gjelder reetablering, var antall bunndyr i juni 2015, 10 måneder etter 2. gangs behandling, vesentlig høyere sammenlignet med samme tidspunkt før behandlingene i 2013. Dette gjaldt imidlertid samtlige stasjoner, både behandlede og ubehandlede. En del av økningen antas derfor ikke å skyldes rotenonbehandlinga. En markert tetthetsøkning ble også påvist mellom første og andre behandling, mens antall bunndyr på referansestasjonene var stabile i samme periode. En tetthetsøkning i etterkant av behandling er i samsvar med de fleste tidligere undersøkelser som viser at antall individer av bunndyr når nivåene før rotenonbehandling innen et år etter avsluttende behandling (Vinson et al. 2010). En tetthetsøkning etter rotenonbehandling kan også dels skyldes manglende predasjon fra fisk siden all fisk desimeres under en behandling.

Døgnfluer

Antallet døgnfluer hadde en markant reduksjon i rotenonbehandlet område like etter begge behandlingene, mens dette ikke var tilfelle på referansestasjonene (figur 4a). Den dominerende døgnfluearten *Baetis rhodani* ble ikke påvist på de rotenonbehandlede stasjonene like etter behandling i 2013 og i meget lav tetthet på en av de rotenonbehandlede stasjonene like etter behandlinga i 2014 (figur 4b). Arten var imidlertid raskt tilbake i normale tettheter både mellom og etter behandlingene. *B. rhodani* er kjent for å være blant de mest rotenonsensitive artene (Kjærstad og Arnekleiv 2011). Samtidig er slekta *Baetis* kjent for å være en av de dominante gruppene i bakgrunnsdrivet (Brittain og Eikeland 1988), dvs. bunndyr som kontinuerlig blir ført med vannmassene nedover i elver og bekker. *B. rhodani* vil derfor raskt kunne rekolonisere rotenonbehandlede områder gjennom drift fra overforliggende, ubehandlede områder. I tillegg har denne arten en fleksibel livssyklus med parallelle generasjoner (jf. Clifford 1982), som gjør at deler av populasjonen kan overleve en behandling fordi den da foreligger som egg eller voksne, flyvende individer. I Rauma ble det påvist noen få, små individer i rotenonbehandlet område 10 dager etter den siste behandlinga. Disse stammer trolig fra bakgrunnsdrivet, evt. som nyklekte individer.

Døgnflueartene *Ephemerella aurivillii* (figur 4c) og *Heptagenia sulphurea* (figur 4d) virket å være lite påvirket av behandlingene. Dette er i tråd med erfaringer fra labforsøk og tidligere behandling der *E. aurivillii* og *H. sulphurea* er angitt å ha middels til høy toleranse for rotenon (Engstrom-Heg et al. 1978, Arnekleiv et al. 1997, Kjærstad og Arnekleiv 2011).

H. sulphurea ble nesten utelukkende påvist på rotenonbehandlet område, og særlig på stasjon 16 ved Fiva (figur 4d). Arten ble registrert med mye høyere antall etter behandling, sammenlignet med før behandlinga. Den observerte økningen i antall etter behandlingene kan være et resultat av redusert beitetrykk fra fisk. Det samme kan være tilfelle for *Ameletus inopinatus*, som hadde en lignende utvikling i antall (jf. vedlegg 1).

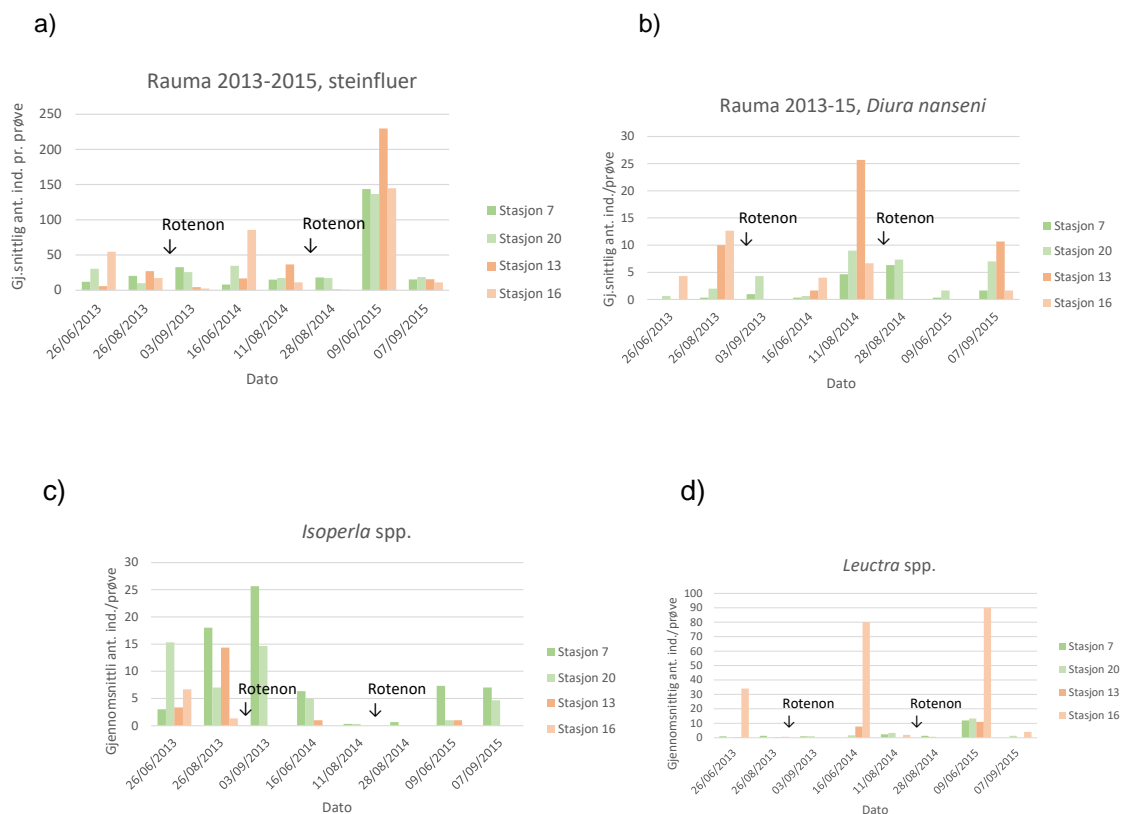


Figur 4. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av a) alle døgnfluer b) *Baetis rhodani*, c) *Ephemerella aurivillii* og d) *Heptagenia sulphurea* i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område)

Steinfluer

Steinfluene hadde en sterk reduksjon i antall like etter behandlingene på begge de rotenonbehandlete stasjonene (figur 5a). Etter siste behandling, i juni 2015, ble det registrert meget høye steinfluetettheter som hovedsakelig skyldes den rotenontolerante arten *Amphinemura borealis* (jf. vedlegg 1). Den sterke økningen ble imidlertid også påvist på referansestasjonene og kan derfor ikke kobles opp mot behandlingene. Om økningen kan ha sammenheng med stadier i livssyklus eller andre forhold vet vi ikke.

Både *Diura nanseni* (figur 5b) og *Isoperla* spp. (figur 5c) ble sterkt negativt påvirket og ingen av dem ble gjenfunnet i rotenonbehandlet område like etter behandlingene. Begge er kjent for å være svært rotenonsensitive (Kjærstad og Arnekleiv 2003, Fjellheim 2004, Eriksen et al. 2009). Både *D. nanseni* og *Isoperla* ble imidlertid påvist i det rotenonbehandlete området etter siste behandling, *Isoperla* dog i meget lave tettheter og kun på stasjon 13 ved Skiri. Dette indikerer at *Isoperla* ennå ikke hadde reetablert seg da siste innsamlingsrunde ble gjennomført, ett år etter siste behandling. *Leuctra* spp., som i Rauma hovedsakelig utgjøres av arten *Leuctra fusca*, så ut til å bli lite påvirket av behandlingene (figur 5d). *Leuctra* er kjent for å være relativt rotenonsensitiv (Kjærstad og Arnekleiv 2005, 2011), men forekomsten av larver like før og like etter rotenonbehandlingene var meget lav. *L. fusca* har en ettårig livssyklus, der larvene klekker til voksne insekter på sensommeren/høsten (Lillehammer 1988). Vi registrerte store mengder flyvende *L. fusca* før og under behandlingene, både på behandlet og ubehandlet område. De fleste *Leuctra* hadde derfor mest sannsynlig klekket til voksne individer i forkant av behandlingene og derfor unngått å bli eksponert for rotenon.

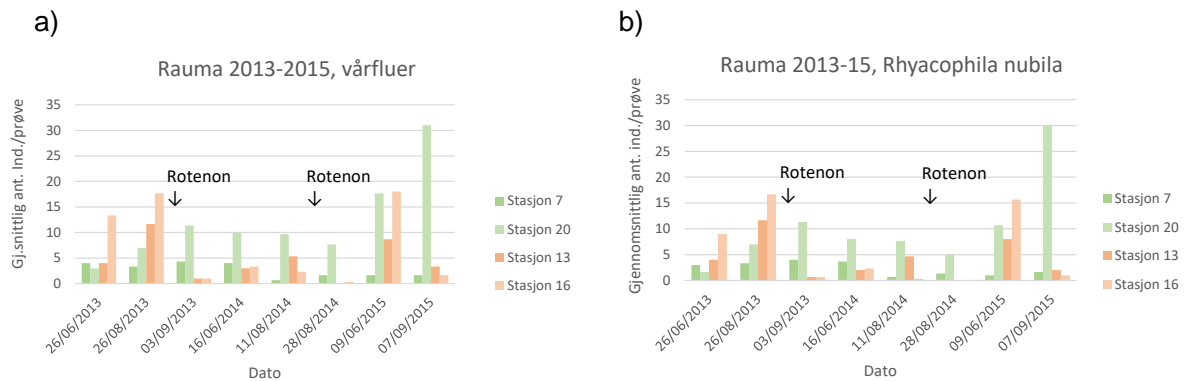


Figur 5. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av a) alle steinfluer, b) *Diura nanseni*, c) *Isoperla* spp. og d) *Leuctra* spp. I sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Vårfluer

Vårfluene hadde en sterk nedgang i antall på begge de rotenonbehandlede stasjonene like etter behandlingene, mens det var en økning på referansestasjonene i samme periode (figur 6a). Dette mønsteret gjenspeiles i den antallsmessig dominante vårfluearten *Rhyacophila nubila* (figur 6b). Det ble kun påvist ett enkelt individ av arten på hver av de to behandlede stasjonene like etter behandlinga i 2013 og ingen individer like etter behandlinga i 2014. Basert på tidligere undersøkelser (f. eks. Arnekleiv 1997, Galdsø og Raddum 2002), var en reduksjon i antall hos denne rotenonsensitive arten forventet. Året etter siste behandling var *R. nubila* tilbake i normale tettheter.

Totalt ble det påvist 10 arter/slekter av vårfluer i Rauma, men de øvrige ble registrert i så lave antall at det ikke var mulig å vurdere tetthetstrender over tid (jf. vedlegg 1).

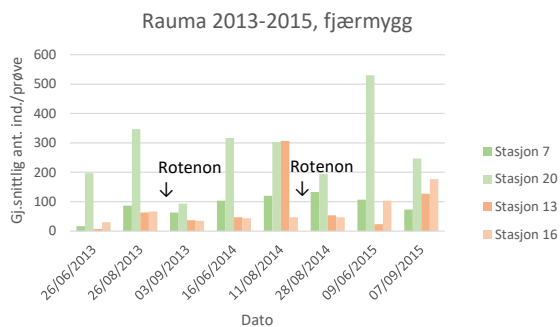


Figur 6. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av a) alle vårfluer og b) *Rhyacophila nubila* i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Fjærmygg

På de to behandlede stasjonene hadde tovingefamilien fjærmygg enten uforandret eller noe lavere tetthet like etter behandling, sammenlignet med like før behandling (figur 7). På referansestasjonene var det imidlertid relativt store endringer før/etter behandling. Det er derfor vanskelig å påvise noen behandlingseffekter.

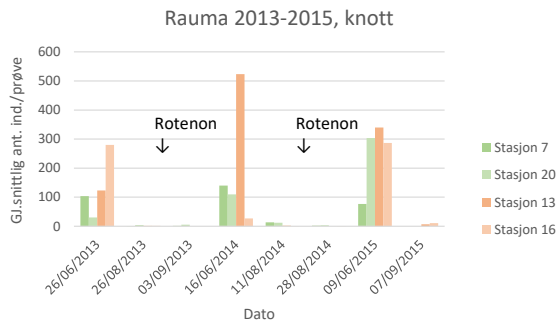
Gruppen fjærmygg er svært artsrik og i forbindelse med behandlinga i Rauma i 1993 ble det påvist 133 arter i vassdraget (Arnekleiv et al. 1997). Det ble den gangen konkludert med at behandlinga hadde liten effekt på fjærmyggfaunaen. Andre undersøkelser har imidlertid vist at det kan være store variasjon i rotenontoleranse mellom ulike fjærmyggslekter og/eller arter (Koksvik og Aagaard 1984, Melaas et al. 2001, Fjellheim 2004). Slekts- og artssammensetningen vil derfor ha stor betydning for hvordan fjærmyggfaunen blir påvirket av rotenonbehandling.



Figur 7. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av fjærmygglarver fra sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Knott

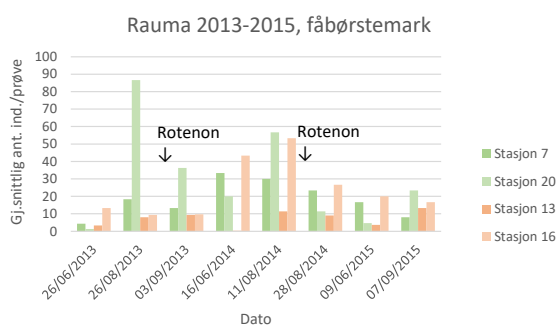
Det ble påvist relativt høy tetthet av knott i alle tre undersøkelsesårene, men dette var nesten utelukkende i juni (figur 8). I tiden rundt behandlingene ble det kun registrert enkeltindivider, trolig fordi mesteparten av populasjonen forelå som egg eller flyvende individer og larvene derfor i liten grad blir eksponert for rotenon. Under forrige behandling i Rauma i 1993 var nedgangen av knottlarver stor (Arnekleiv et al. 1997), som også er i samsvar med andre undersøkelser (f.eks. Engstrom-Heg et al. 1978, Kjærstad og Arnekleiv 2005). Behandlingen i 1993 ble imidlertid foretatt i slutten av september, ca. en måned senere på året enn behandlingene i 2013-14. Dersom vi forutsetter at egglegging, larveutvikling og klekking følger omtrent samme tidsmønster i 1993 som i 2013-14, har det sannsynligvis vært en større andel larver som ble eksponert for rotenon i 1993 i forhold til 2013-14.



Figur 8. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av knottlarver i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Fåbørstemark

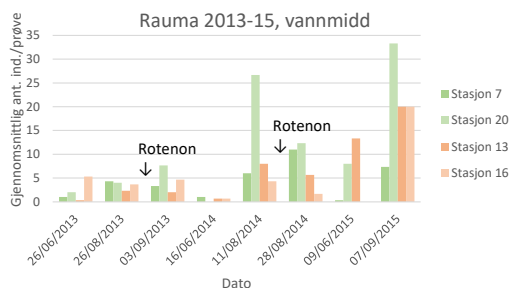
Mengden fåbørstemark på de rotenonbehandlede stasjonene viste små endringer like etter behandlinga i 2013 og en nedgang like etter behandlinga i 2014 (figur 9). En lignende nedgang ble også påvist på referansestasjonene og rotenonbehandlinga har derfor trolig hatt en begrenset effekt på fåbørstemark. Også andre undersøkelser har rapportert liten effekt på fåbørstemark like etter rotenonbehandling (Gladsø 2000, Fjellheim 2004). Arnekeleiv et al. (2015) fant imidlertid reduserte tettheter av fåbørstemark i en innsjø året etter rotenonbehandling. Artsrikheten hos fåbørstemark er høy, og det kan være forskjeller i toleranse mellom arter/slekter. Andreasson (1963) fant i laboratorieforsøk at slektene *Branchiobdella* og *Tubifex* hadde en moderat tålegrense overfor rotenon og at tilstedeværelse av bunnslam økte overlevelsen. Artssammensetning og substrattyppe kan derfor ha betydning for i hvilke grad fåbørstemark påvirkes av rotenonbehandling.



Figur 9. Gjennomsnittlig antall pr. prøve fåbørstemark i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Vannmidd

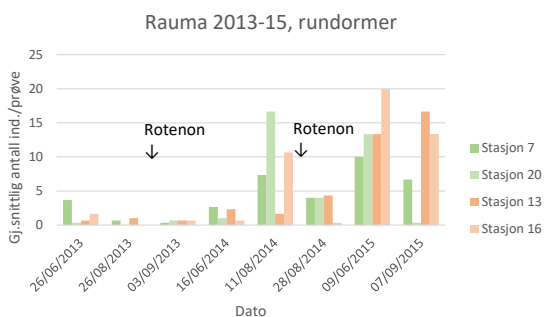
Mengden vannmidd viste små endringer fra like før til like etter behandlingene (figur 10). Antallet økte imidlertid fra og med august 2014, men dette var tilfelle både på i behandlet og ubehandlet område. Tidligere studier har vist høy dødelighet etter rotenonbehandling (Fjellheim 2004, Kjærstad og Arnekleiv 2004). Også i forbindelse med rotenonbehandlinga i 1993 i Rauma ble det påvist høy dødelighet blant vannmidd. Det er imidlertid ikke gjort studier på artsnivå, men det er rimelig å anta at det er artsspesifikke forskjeller innen denne artsrike gruppen.



Figur 10. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av vannmidd i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Rundormer

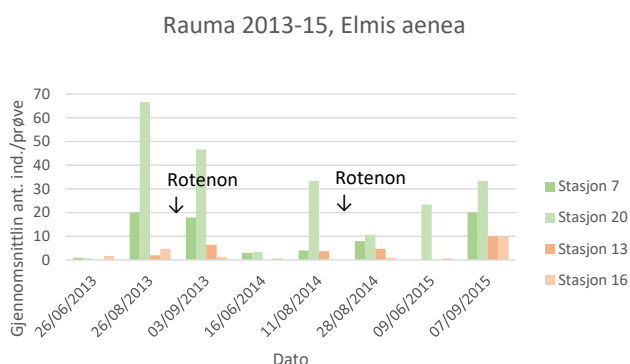
Rundormer hadde lignende tetthetsendringer som vannmidd, med en økning fra og med august 2014 både på rotenonbehandlet og ubehandlet område (figur 11). Kunnskapen om virkninger av rotenon på rundormer er generelt dårlig.



Figur 11. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av rundormer fra sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

Biller

Den eneste vannbilla som ble påvist i Rauma var *Elmis aenea*. Den ble, som forventet, lite påvirket av behandlingene (figur 12). Generelt er vannbiller kjent for å ha relativt høy toleranse overfor rotenon (Morrison 1977, Engstrom-Heg et al. 1978, Kjærstad & Arnekleiv 2003, 2011).

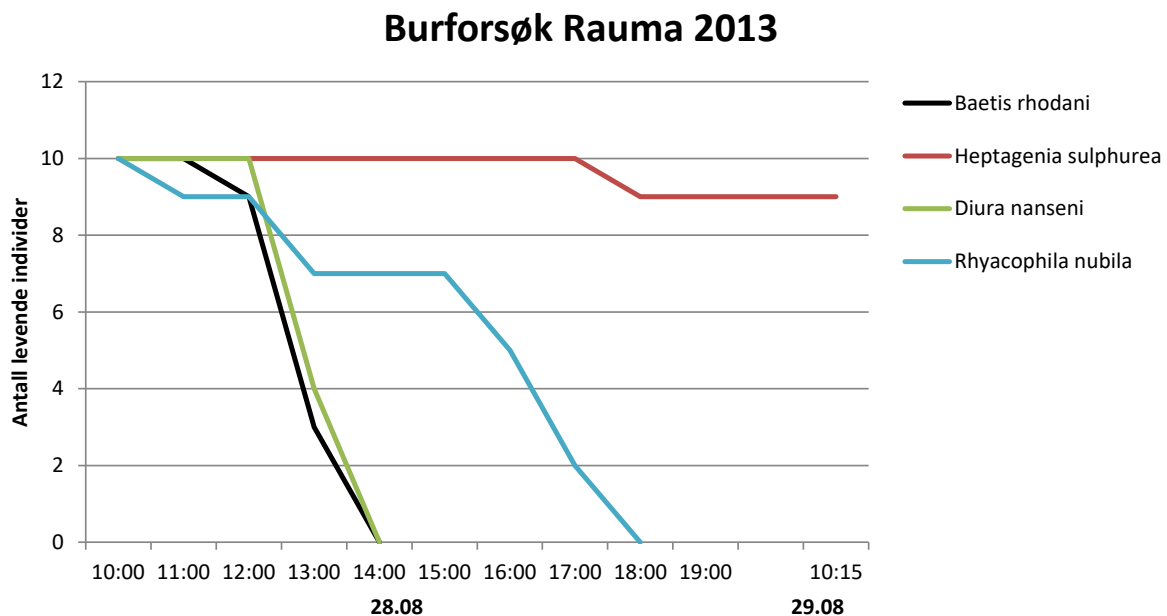


Figur 12. Gjennomsnittlig antall pr. prøve av vannbilla *Elmis aenea* i sparkeprøver tatt på stasjon 7 og 20 (referanseområde) og stasjon 13 og 16 (rotenonbehandlet område).

4.2 Burforsøk

Målinger av rotenon fra vannprøver tatt på første behandlingsdag i 2013 ved Remmembrua, ca. 5 km nedstrøms burforsøkene, viste at rotenon begynte å komme dit i lave konsentrasjoner fra kl 10:00 (data fra Veterinærinstituttet). I burforsøket (2013) responderte døgnflua *Baetis rhodani* og steinflua *Diura nanseni* raskt på rotenon og antall levende individer avtok fra kl. 10:00 og utover (figur 13), etter kort tids rotenoneksponering (basert på dataene fra Remmem bru). Kl. 14:00 var samtlige ti individer av begge artene døde. Vårflua *Rhyacophila nubila* hadde noe senere respons, men samtlige ti individer var døde kl 18:00. Døgnflua *Heptagenia sulphurea* viste liten respons og kun ett individ døde mellom kl. 17:00 og 18:00. Etter kl. 18:00 ble det observert en sterk nedgang i konsentrasjonen av CFT-Legumin på Remmem bru og rotenonskyen var derfor i ferd med å passere. De øvrige ni individene av *H. sulphurea* ble gjensatt i elva til dagen etter og samtlige var i live da forsøket ble avsluttet den 29. august kl 10:15.

Den 28.08. kl. 16:45 ble det observert en rotenonsky som kom drivende inn i burene. Rotenonkonsentrasjonen har derfor, i alle fall over en kortere periode etter kl 16:45, vært betraktelig høyere enn det som ble registrert på Remmem. Til tross for den økte konsentrasjonen overlevde likevel ni av ti *H. sulphurea*.

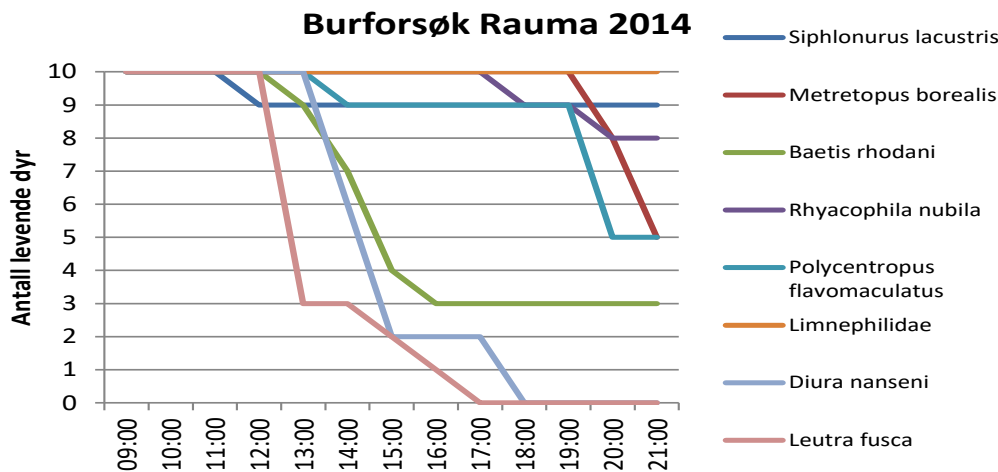


Figur 13. Antall levende individer av bunndyr under burforsøk i Rauma den 28.-29.08.2013.

Rotenonmålinger ved Styggfonngrova på første behandlingsdagen i 2014, ca. 3 km oppstrøms burforsøkene, viste at rotenon var til stede der kl 14:00, men ikke kl 12:00 (Sandodden et al. 2015). I burforsøket i 2014 døde et individ av døgnflua *Siphonurus lacustris* allerede kl. 11:00, dvs. før rotenon var til stede ved burene (figur 14). Den registrerte dødeligheten hos *S. lacustris* må derfor skyldes andre årsaker enn rotenon. Samtlige individer av steinfluene *Diura nanseni* og *Leuctra fusca* var døde kl. 14:00, etter få timer med rotenoneksponering (figur 14). Hos døgnflua *Metretopus borealis* og vårflua *Polycentropus flavomaculatus* var halvparten av individene døde ved forsøkets slutt kl 21:00, etter ca. 9 timers rotenoneksponering, mens for døgnflua *Baetis rhodani* var 7 av 10 individer døde i samme tidsperiode. De mest tolerante taksaene i forsøket var vårfluefamilien Limnephilidae, døgnflua *Siphonurus lacustris* og vårflua *Rhyacophila nubila* med henholdsvis 0, 1 og 2 døde individer ved forsøkets slutt.

Burforsøkene viste at arter som *Baetis rhodani*, *Diura nanseni* og *Leuctra fusca* var rotenonsensitive fordi alle, eller de fleste individene, døde i løpet av få timers rotenoneksponering. Bunndyr som ikke responderte eller responderte sent med få døde individer inkluderte *Siphonurus lacustris*, *Heptagenia sulphurea* og Limnephilidae. Døgnflua *Metretopus borealis* og vårflua *Polycentropus flavomaculatus* havnet i en mellomstilling mht. rotenontoleranse, med en relativt sen respons. Dette gjaldt også vårflua *Rhyacophila nubila* under forsøket i 2014, men ikke i 2013 der samtlige individer døde under forsøket. Målinger ved Remmembrua kan tyde på at rotenonkonsentrasjonen har vært høyere i 2013 (max verdi på 1,8 ppm CFT-Legumin) enn i 2014 (max-verdi på under 1,3 ppm). Dette kan være en forklarende årsak på høyere dødelighet hos *R. nubila* i burforsøkene i 2013 sammenlignet med 2014. Også *Baetis rhodani* og *Diura nanseni* responderte raskere i 2013 enn 2014, sannsynligvis pga. høyere rotenonbelastning. Tidligere undersøkelser har vist at giftigheten av rotenon øker med økt vanntemperatur (Kjærstad et al. 2015). I Rauma viste temperaturdata fra Raudstøl og Grytten under en grads forskjell mellom behandlingen i 2013 og 2014. Vanntemperatur kan derfor ikke forklare de observerte forskjellene innen samme art i de to burforsøkene.

De samme artene som ble testet i behandlet område ble også plassert i bur på ubehandlet område (referanse) i samme tidsperiode. Samtlige individer på referansestasjonen var i live ved forsøkets avslutning. Dette indikerer at oppbevaring i burene ikke hadde innvirkning på dødeligheten.



Figur 14. Antall levende individer av bunndyr under burforsøk i Rauma den 13.08. 2014.

4.3 Bunnfaunaen i Rauma før rotenonbehandlingen i 1993 vs. før behandlingen i 2013

Siden Rauma ble behandlet tidligere, i 1993, var det av interesse å se på eventuelle langtidsvirkninger av denne rotenonbehandlingen. Vi sammenlignet derfor de mest vanlige bunndyrtaksæene fra perioden før første behandling (gjennomsnittet for årene 1991-1993) med prøver tatt i 2013, dvs. 20 år etter den første behandlingen/like før andre gangs behandling. Data er innhentet fra de samme stasjonene i alle tidsperiodene og det ble skilt på juni- og augustprøver.

Når det gjelder taksasammensetning ser det ut til at mange av artene og gruppene som var dominerende i perioden 1991-1993 også var det i 2013 (tabell 2). Det finnes imidlertid noen unntak. Den rotenonsensitive steinflua *Diura nanseni* og den rotenontolerante døgnflua *Ephemerella aurivillii* utgjorde en større andel av faunaen på behandlet område i augustprøvene fra 1991-93 sammenlignet med 2013. Forekomsten av *D. nanseni* på referansestasjonen var imidlertid så lav i alle år at det ikke var mulig å si noe om endringen i behandlet område skyldes tidligere rotenonbehandlinger eller naturlige variasjoner. For *E. aurivillii* var det derimot en markert nedgang også på referansestasjonen og nedgangen for denne arten skyldes derfor trolig andre årsaker eller

naturlige variasjoner. Den dominante døgnflua *Baetis rhodani* har, avhengig av stasjon og årstid, både økt og avtatt i andel. Dette var tilfelle både på referansestasjonen og på de rotenonbehandlete stasjonene, og endringene kan derfor ikke kobles opp mot behandlingen.

Noen taksa, som knott (juniprøver) og fjærmygg (augustprøver) hadde en markert økt andel i 2013, sammenlignet med 1991-93. Økning er imidlertid påvist på samtlige stasjoner. Døgnflua *Heptagenia sulphurea* hadde en økning i rotenonbehandlet område, spesielt på stasjon 16, men også stasjon 13. En slik økning ble ikke observert på referansestasjonen, der arten ikke ble påvist i samme periode. *H. sulphurea* ble likevel påvist i små antall på referansestasjonen i september 2013 og august 2014. Det er usikkert om økningen i rotenonbehandlet område skyldes behandlingseffekter.

En rekke taksa har hatt en svak nedgang både på referansestasjonen og de rotenonbehandlete stasjonene (f.eks. døgnflua *Baetis subalpinus*, steinfluene *Taeniopteryx nebulosa*, *Amphinemura* spp. i juni, vårflua *Apantania stigmatella* og vannmidd), mens andre har hatt en svak økning (f.eks. steinflua *Isoperla grammatica* og elvebilla *Elmis aenea*).

Tabell. 2. Prosentvis forekomst av bunndyr i sparkeprøver fra juni og august i Rauma i perioden 1991-1993 (før første rotenonbehandling) og i 2013 (før andre rotenonbehandling). Stasjon 7 = referanse, stasjon 13 og 16 = rotenonbehandlet. 0 = til stede, men mindre enn 1% forekomst. Rød og grønn farge indikerer henholdsvis reduksjon og økning i andel fra 1991-93 til 2013

	St. 7, juni		St. 13, juni		St. 16, juni		St. 7, aug		St. 13, aug		St. 16, aug	
	91-93	13	91-93	13	91-93	13	91-93	13	91-93	13	91-93	13
Vannmidd	3	1	1	0	2	1	9	1	8	1	14	2
Diura nanseni (steinflue)			0		1	1	0	0	23	4	10	6
Apantania stigmatella (vårflue)	2	0			4	0			0		0	
Baetis subalpinus (døgnflue)							3	0	3		0	
Taeniopteryx nebulosa (steinflue)							3	0	6	0	2	0
Leuctra spp. (steinflue)		1	1	0	15	6	1	0	1	0	5	0
Ephemerella aurivillii (døgnflue)	0	2	0	1	1	3	15	0	8	2	21	11
Amphinemura spp. (steinflue)	8	5	10	1	7	1			0	0	0	1
Baetis rhodani (døgnflue)	35	15	36	4	14	21	41	49	32	47	21	16
Rhyacophila nubila (vårflue)	1	2	1	3	2	2	7	1	5	5	4	8
Knott	31	58	43	79	32	47	7	0	4	1	0	1
Fåbørstemark	3	2	0	2	5	2	3	6	1	3	1	5
Fjærmygg	13	9	3	4	3	5	7	27	7	25	13	32
Heptagenia sulphurea (døgnflue)					1	5			0	1	4	13
Elmis aenea (elvebille)		1				0	0	6	1	1		2
Isoperla grammatica (steinflue)	1	2	1	2	4	1	0	6	1	6	0	1

5 Oppsummering/konklusjon

Resultatene fra sparkeprøver tyder på at rotenonbehandlingene i Rauma i 2013 og 2014 har hatt en midlertidig negativ effekt på de mest rotenonsensitive bunndyrene, mens de øvrige identifiserte arter og grupper trolig ble lite påvirket. Rotenonsensitive bunndyr som døgnflua *Baetis rhodani*, steinfluene *Diura nanseni* og *Isoperla* sp. ble ikke gjenfunnet i behandlet område like etter behandling og hadde samtidig høy dødelighet i burforsøkene. Vårflua *Rhyacophila nubila* ble kun påvist sporadisk i behandlet område like etter behandlinga. Dette er i samsvar med burforsøket i 2013, men ikke i 2014 da denne arten hadde relativt høy overlevelse. Burforsøket i 2014 ble imidlertid avsluttet etter ca. 10 timers eksponering, og total eksponering i elva har trolig vært lengre. I tillegg har rotenonkonsentrasjonen trolig vært lavere.

De aller fleste arter og grupper som ble negativt påvirket av behandlinga var tilbake i normale tettheter innen et år etter siste behandling. Et unntak var steinfluen *Isoperla* sp. som riktignok ble påvist i rotenonbehandlet område etter behandling, men i langt lavere tetthet enn før behandlinga. Denne slekta var derfor sannsynligvis ennå ikke reetablert i den rotenonbehandlede delen av elva et år etter siste behandling.

Tre arter som ble registrert i rotenonbehandlet område før behandlingene, ble ikke gjenfunnet der etter endt behandling. Artene ble funnet i lave tettheter og fravær i prøvene kan skyldes tilfeldigheter. Samtlige tre ble imidlertid funnet på ubehandlet område og vil ha mulighet til å rekolonisere det rotenonbehandlede området dersom de eventuelt skulle være forsvunnet derfra.

For å avdekke eventuelle langtidseffekter av rotenonbehandlinga i 1993 ble det gjort en sammenligning av bunndyrprøver tatt før rotenonbehandlinga i 1993 med prøver tatt før behandlinga i 2013. Det viste det seg at sammensetninga i bunndyrsamfunnet hadde endret seg noe. Eksempelvis har andelen av steinflua *Diura nanseni* og døgnflua *Ephemerella aurivilli* blitt redusert, mens andelen fjærmygg har økt. De registrerte endringene har imidlertid for de aller fleste arter og grupper skjedd både i rotenonbehandlet og ubehandlet område. Endringene er derfor trolig en konsekvens av naturlige svingninger, og ikke langtidseffekter etter behandlinga i 1993.

Rotenonblandingen som ble brukt i 1993 hadde en annen kjemisk sammensetning enn den som ble benyttet i 2013-14. Eksempelvis er synergisten piperonylbutoksid fjernet fra den nyeste blandinga, bl.a. fordi den viste seg å ha økt dødelighet på visse limniske insektlarver, men ikke på fisk (Finlayson et al. 2010). Med mulig unntak av vannmidd er det imidlertid lite som tyder på at behandlinga i 2013-14 var mer skånsom for bunndyrene enn 1993-behandlinga.

6 Referanser

- Andreasson, S. 1963. Rotenonets inverkan på evertebrater i relation til vissa miljöfaktorer. Svensk Fiskeritidskrift 72: 90-95.
- Arnekleiv, J.V. 1997. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ogna og Figgja, Steinkjer kommune. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997, 3: 1-28.
- Arnekleiv, J. V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hanssen, O. 1997. Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma og Hensvasdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1997, 8:1-48.
- Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Dolmen, D. & Koksvik, J.I. 2015. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Vikerauntjønna i forbindelse med rotenonbehandling – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-7: 1-47.
- Binns, N. A., 1967. Effects of rotenone treatment on the fauna of the Green river, Wyoming. – Fish. Res. Bull. 1: 1–114.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift – a review. Hydrobiologia 166: 77-93.
- Clifford, H.F. 1982. Life cycles of Mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. - Quest. Ent. 18: 15-89.
- Engstrom-Heg, R., Colesante, R. T. & Silco, E. 1978: Rotenone tolerances of stream-bottom insects. – N. Y. Fish Game J. 25: 31–41.
- Eriksen, T. E., Arnekleiv, J. V., & Kjærstad, G. 2009. Short-Term Effects on Riverine Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Rotenone and Aluminum Sulfate Treatment to Eradicate *Gyrodactylus salaris*. Journal of Freshwater Ecology 2009 24 (4): 597-607.
- Finlayson, B., Somer, W.L. & Vinson, M.R. 2010. Rotenone Toxicity to Rainbow Trout and Several Mountain Stream Insects. North American Journal of Fisheries Management 30: 102-111.
- Fjellheim, A. 2004. Effekt av rotenonbehandling på bunndyrsamfunnene i et område ved Stigstu, Hardangervidda. Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske LFI-UNIFOB, Universitet i Bergen. Rapport nr. 122. 80s.
- Gladsø, J. 2000. Effekter av rotenonbehandling på bunnfaunaen i Lærdalsvassdraget: En kvantitativ undersøkelse. – Hovedfagsoppgave, Zoologisk Institutt, Universitetet i Bergen. 73 s.
- Gladsø, J. & Raddum, G.G. 2002. Rotenone treatment of a west Norwegian river: Effects on drift of invertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28:764-769
- Hamilton, B.T., Moore, S.E., Williams T.B., Darby, N. & Vinson, M.R. 2009. Comparative effects of rotenone and antimycin on macroinvertebrate diversity in two streams in Great Basin National Park, Nevada. N Am. J Fish Management 29: 1620–1635.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P. I. & Jensen, A. J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til 2000-tallet. NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J. V. 2003. Effekter av rotenonbehandling på bunndyr i Ogna og Figgja i 2001 og 2002, 45 s. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport zoologisk serie 2003-2, 45 s.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J. V. 2004. Rotenonbehandling av elver i Rana-regionen i 2003 og 2004: effekter på bunndyr. NTNU Vitenskapsmuseet zoologisk notat 2004-4, 23 s.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J. V. 2005. Effekter av rotenonbehandling på bunndyr i Leirelva, Leirfjord kommune. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2006-3, 21 s.
- Kjærstad, G. & Arnekleiv, J. V. 2011. Effects of Rotenone Treatment on Lotic Invertebrates. International Review of Hydrobiology 96 (1): 58-71.
- Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V. & Speed, J.D.M. 2015. Effects of three consecutive rotenone treatments on the benthic macroinvertebrate fauna of River Ogna, Central Norway. River Research and Applications (2015). DOI: 10.1002/rra. 2873.
- Koksvik J.I. & Aagaard K. 1984. Effects of rotenone on the benthic fauna of a small eutrophic lake. Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22: 658–665.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavia. 165s.

- Morrison, B. R. S., 1977. The Effects of Rotenone on the Invertebrate Fauna of three Hill Streams in Scotland. – Fish. Mngmt. 8: 128–139.
- Mangum, F. A. and Madrigal, J. L. 1999. Rotenone Effects on Aquatic Macroinvertebrates of the Strawberry River, Utah: a Five-Year Summary. – J. Freshw. Ecol. 14: 125–135.
- Melaas, C. L., K. D. Zimmer, M. G. Butler & M. A. Hanson, 2001. Effects of rotenone on aquatic communities in prairie wetlands. – Hydrobiol. 459: 177–186.
- Miljødirektoratet 2014. Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Rapport M-288: 1-41.
- Sandodden, R., Wist, A. N., Moen, A., Adolfsen, P., Skei, B., Bjøru, B. & Aune, S. 2015. Bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* i vassdrag i smitteregionen Rauma 2013-2014. Veterinærinstituttets rapportserie 4-2015. 1-58.
- Vinson, M.R., Dinger, E.C. & Vinson, D.K. 2010. Piscicides and Invertebrates: After 70 Years, Does Anyone Really Know? – Fisheries 35 (2): 61-71.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Gjennomsnittlig antall individer pr. sparkeprøve fordelt på stasjoner og innsamlingsdatoer i Rauma i 2013-15.

Rauma gj.snitt ant./prøve	St.	2013			2014			2015	
		26.jun	26.aug	03.sep	16.jun	11.aug	28.aug	09.jun	07.sep
Turbellaria	20							0.3	
Nematoda	7	3.7	0.7	0.3	2.7	7.3	4.0	10.0	6.7
Nematoda	13	0.7	1.0	0.7	2.3	1.7	4.3	13.3	16.7
Nematoda	16	1.7		0.7	0.7	10.7	0.3	20.0	13.3
Nematoda	20	0.3		0.7	1.0	16.7	4.0	13.3	0.3
Oligochaeta	7	4.3	18.3	13.3	33.3	30.0	23.3	16.7	8.0
Oligochaeta	13	3.3	8.0	9.3	0.3	11.3	9.0	3.7	13.3
Oligochaeta	16	13.3	9.3	9.7	43.3	53.3	26.7	20.0	16.7
Oligochaeta	20	1.3	86.7	36.3	20.0	56.7	11.3	4.7	23.3
Hydracarina	7	1.0	4.3	3.3	1.0	6.0	11.0	0.3	7.3
Hydracarina	13	0.3	2.3	2.0	0.7	8.0	5.7	13.3	20.0
Hydracarina	16	5.3	3.7	4.7	0.7	4.3	1.7		20.0
Hydracarina	20	2.0	4.0	7.7		26.7	12.3	8.0	33.3
Ostracoda	16								0.3
Ameletus inopinatus	7			1.0				10.3	
Ameletus inopinatus	13	0.3			4.7		0.3	66.7	
Ameletus inopinatus	16	3.3			0.3	0.3	0.7	13.3	
Ameletus inopinatus	20	0.3			0.7				
Metretopus borealis	16					0.3			
Baetis fuscatus/scambus	7					1.3			1.7
Baetis fuscatus/scambus	13					0.3			0.7
Baetis fuscatus/scambus	16					0.3			0.3
Baetis fuscatus/scambus	20		0.3			1.0			
Baetis rhodani	7	26.7	160.0	243.3	106.7	86.7	246.7	86.7	53.3
Baetis rhodani	13	6.7	120.0		90.0	110.0	0.7	106.7	60.0
Baetis rhodani	16	123.3	33.3		113.3	10.3		43.3	76.7
Baetis rhodani	20	35.3	423.3	343.3	73.3	46.7	73.3	120.0	110.0
Baetis subalpinus/vernus	7		1.0			2.7	0.3		
Baetis subalpinus/vernus	13					1.0			
Baetis subalpinus/vernus	20		2.0			7.0	3.0		0.7
Heptagenia dalecarlica	7			0.3					
Heptagenia dalecarlica	20							4.0	
Heptagenia sulphurea	7			1.7		0.7			
Heptagenia sulphurea	13		1.7	2.3	1.7	4.0	7.0	13.3	18.3
Heptagenia sulphurea	16	30.0	26.7	36.3	43.3	24.3	24.3	320.0	80.0
Heptagenia sulphurea	20	0.3	0.7	1.7		4.3	1.0	0.3	2.0
Ephemerella aurivillii	7	4.0	1.0	1.3	0.3	7.7	6.3	0.3	2.0
Ephemerella aurivillii	13	2.0	5.0	6.0	2.3	110.0	14.7	5.7	16.7
Ephemerella aurivillii	16	16.7	23.3	19.3	2.0	7.7	11.0	7.0	10.0
Ephemerella aurivillii	20	14.3	5.0	11.7	2.0	23.3	8.0	0.3	33.3
Ephemerella mucronata	13					0.3			
Ephemerella mucronata	16	2.3						0.3	
Ephemerella mucronata	20	0.7						0.3	
Diura nanseni	7		0.3	1.0	0.3	4.7	6.3	0.3	1.7
Diura nanseni	13		10.0		1.7	25.7			10.7
Diura nanseni	16	4.3	12.7		4.0	6.7			1.7
Diura nanseni	20	0.7	2.0	4.3	0.7	9.0	7.3	1.7	7.0
Isoperla sp.	7		18.0	25.7		0.3	0.7		6.7
Isoperla sp.	13		14.3						
Isoperla sp.	16		1.3						
Isoperla sp.	20		7.0	14.7		0.3			4.7

Vedlegg 1. forts.

Rauma gj.snitt ant./prøve	St.	2013			2014			2015	
		26.jun	26.aug	03.sep	16.jun	11.aug	28.aug	09.jun	07.sep
Isoperla grammatica	7	3.0			6.3			7.3	0.3
Isoperla grammatica	13	3.3			1.0			1.0	
Isoperla grammatica	16	6.7							
Isoperla grammatica	20	15.3			5.0			1.0	
Siphonoperla burmeisteri	13	0.3		0.3					
Siphonoperla burmeisteri	16	1.3			0.7				
Siphonoperla burmeisteri	20			0.3				0.3	
Taeniopteryx nebulosa	7		0.3	0.7		0.7			
Taeniopteryx nebulosa	13		0.3			0.3			0.3
Taeniopteryx nebulosa	16		0.7			0.3			0.7
Taeniopteryx nebulosa	20		0.7	1.0					0.7
Brachyptera risi	13		0.3		0.7		0.3		
Brachyptera risi	16							1.3	
Brachyptera risi	20				0.3				
Amphinemura borealis	7	8.0		3.7	1.0	7.0	8.0	96.7	6.7
Amphinemura borealis	13	1.3	1.0	3.7	5.7	10.0	0.7	143.3	4.7
Amphinemura borealis	16	7.7	2.0	2.0	1.0	0.7	0.7	53.3	4.3
Amphinemura borealis	20	13.7		2.7	26.7	4.3	9.3	83.3	4.0
Amphinemura sulcicollis	7				0.3			26.7	
Amphinemura sulcicollis	13							73.3	
Amphinemura sulcicollis	16	0.7							
Amphinemura sulcicollis	20	0.7						36.7	
Nemoura sp.	13	0.3						0.7	
Protonemura meyeri	7						1.3	0.7	
Protonemura meyeri	13							0.3	
Protonemura meyeri	16			0.3					
Protonemura meyeri	20		0.3	0.7	0.3	0.3		0.3	0.7
Capnia sp.	7		0.3	0.7			0.3		
Capnia sp.	13		0.7	0.3		0.7			
Capnia sp.	16					1.3			0.3
Capnia sp.	20			1.0					0.3
Leuctra sp.	7	1.0	0.3	0.3		0.7	0.3	12.0	
Leuctra sp.	13	0.3	0.3		7.7			11.0	
Leuctra sp.	16	34.0	0.3		80.0	0.3		90.0	0.3
Leuctra sp.	20			0.7	1.7		0.3	13.3	1.0
Leuctra fusca	7		1.0	0.7		1.3	1.0		
Leuctra fusca	16		0.3			1.7			3.7
Leuctra fusca	20			0.3		3.3	0.3		0.3
Leuctra nigra	7					0.3			
Elmis aenea	7	1.0	20.0	18.0	3.0	4.0	8.0		20.0
Elmis aenea	13		2.0	6.3		3.7	4.7		10.0
Elmis aenea	16	1.7	4.7	1.3	0.7		1.0	0.7	10.0
Elmis aenea	20	0.7	66.7	46.7	3.3	33.3	10.7	23.3	33.3
Rhyacophila nubila	7	3.0	3.3	4.0	3.7	0.7	1.3	1.0	1.7
Rhyacophila nubila	13	4.0	11.7	0.7	2.0	4.7		8.0	2.0
Rhyacophila nubila	16	9.0	16.7	0.7	2.3	0.3		15.7	1.0
Rhyacophila nubila	20	1.7	7.0	11.3	8.0	7.7	5.0	10.7	30.0
Glossosoma sp.	16					0.3			
Oxyethira sp.	7						0.3		
Oxyethira sp.	20				0.3				
Plectrocnemia conspersa	16							0.7	

Vedlegg 1. forts.

Rauma gj.snitt ant./prøve	St.	2013			2014			2015	
		26.jun	26.aug	03.sep	16.jun	11.aug	28.aug	09.jun	07.sep
Polycentropus flavomaculatus	7			0.3					
Polycentropus flavomaculatus	16	1.0	1.0			0.7			
Polycentropus flavomaculatus	20	0.3			1.3	2.0	2.7	4.3	1.0
Lepidostoma hirtum	7							0.3	
Lepidostoma hirtum	13					0.3			1.0
Lepidostoma hirtum	16			0.3		0.3			0.7
Limnephilidae	7	0.3						0.3	
Limnephilidae	13			0.3		0.3			0.3
Limnephilidae	16					0.7	0.3		
Limnephilidae	20							0.3	
Apatania sp.	16	0.3						0.7	
Apatania stigmatella	7	0.7			0.3				
Apatania stigmatella	16	2.3						0.3	
Apatania stigmatella	20	1.0			0.3			1.0	
Halesus sp.	13				0.3				
Halesus radiatus	13				0.7				
Halesus radiatus	16	0.3			0.7				
Halesus radiatus	20							1.3	
Potamophylax latipennis	13							0.3	
Potamophylax latipennis	16	0.3			0.3			0.7	
Sericostoma personatum	13							0.3	
Diptera	7	0.7	7.3	1.3	2.3	6.7	4.0	7.7	7.0
Diptera	13	1.3	9.3	4.7	2.7	4.3	0.7	4.7	1.7
Diptera	16	12.7	2.0	0.3	6.7	2.0	0.3	13.3	1.0
Diptera	20	6.3	8.7	3.7	4.0	9.3	3.3	0.7	0.3
Tipulidae	16				0.3				
Tipulidae	20	0.3			0.3		0.3		
Chironomidae	7	16.7	86.7	63.3	103.3	120.0	133.3	106.7	73.3
Chironomidae	13	7.0	63.3	36.7	46.7	306.7	53.3	23.3	126.7
Chironomidae	16	30.0	66.7	35.0	43.3	46.7	46.7	103.3	176.7
Chironomidae	20	196.7	346.7	93.3	316.7	303.3	193.3	530.0	246.7
Simuliidae	7	103.3	1.0	1.7	140.0	13.3	2.3	76.7	
Simuliidae	13	123.3	1.3		523.3	2.0		340.0	6.7
Simuliidae	16	280.0	1.3		26.7	0.3	0.7	286.7	10.7
Simuliidae	20	30.0	4.0	5.3	110.0	12.0	3.3	303.3	
Psychodidae	7							0.3	
Psychodidae	16			0.3					
Ceratopogonidae	7		0.7			0.3	1.3	0.3	
Ceratopogonidae	13	2.0	1.0	7.0	9.3	1.0	0.3	0.3	
Ceratopogonidae	16	1.7	0.3		2.3				
Ceratopogonidae	20	0.3	0.7		0.3	0.7	0.3	0.7	
Sphaeriidae	16			0.3					
Sum		1246	1750	1165	2057	1651	1026	3445	1468

NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Seksjon for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Seksjonen påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-090-2
ISSN 1894-0064

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet